

ALTERNATIVA PARA MEDIR LA DEGRADACIÓN DE BOSQUES OCASIONADA POR EL PASTOREO DE OVINOS

Jaime Jesús Solano Vergara^{1*}, Agustín Orihuela Trujillo², Virginio Aguirre Flores²,
Fernando Iván Flores Pérez², Reyes Vázquez Rosales²

¹Centro de Bachillerato Tecnológico Agropecuario 154 de Huitzilac, Mor. México. Prolongación Benito Juárez s/n C.P. 62510. Correo-e: jsolano_ver@hotmail.com

²Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

Av. Universidad 1001, col. Chamilpa, CP 62209. Cuernavaca, Morelos, México.

Correo-e: aorihuela@uaem.mx

*Autor para correspondencia.

RESUMEN

La degradación de un bosque de 40 hectáreas de pino-encino ocasionada por el pastoreo de ovinos se evaluó en la formación de áreas sin cobertura vegetal y de caminos durante dos años. Las áreas sin cobertura vegetal fueron 48, de las cuales 46 presentaron un tamaño promedio de $127.34 \pm 159.39 \text{ m}^2$, con un total de 5850 m^2 , las áreas mayores fueron una de 6480 m^2 y otra de 20400 m^2 . El número de caminos encontrados fueron 32 y correspondieron 23, ocho y uno para Veredas (Ve), Brechas (Br) y Principal (Pr) respectivamente. La longitud total de las Ve fue de 2189.56 m y presentó una tendencia de mayor ($P < 0.01$) impactó que la longitud total de las Br (335.55 m) y del Pr (1260 m). La longitud total del Pr (1260 m) presentó una tendencia de mayor ($P < 0.01$) impacto que la

longitud total de las Br (335.55 m). El camino Pr presentó una superficie total de 6035.4 m^2 sin cobertura vegetal y representó mayor ($P < 0.01$) proporción (79.22%) que las Br (16.12%) y que las Ve (14.65%). La superficie total de las Ve fue de 1116.67 m^2 y representó una proporción mayor ($P < 0.01$) que las Br (466.41 m^2). La superficie total degradada de las áreas sin cobertura vegetal y caminos cubrió 40356.48 m^2 y representó el 10% de las 40 hectáreas del bosque. La alternativa de medir la degradación del bosque ocasionada por el pastoreo de ovinos por medio de áreas sin cobertura vegetal y caminos puede ser un método rápido y fácil de comprender por los técnicos y comuneros.

Palabras clave: Bosque, pastoreo, ovinos, degradación.

Recibido: 23/06/2008; Aceptado: 24/09/2008.

ABSTRACT

The degradation of a 40 hectare Pine – Oak forest as a result of sheep grazing was evaluated by the formation of uncovered areas and roads during a two-year period. Forty-eight uncovered areas were identified, 46 of them averaged $127.34 \pm 159.39 \text{ m}^2$ of surface, building up a total of 5850 m^2 , the two other areas were the largest in surface with 6480 m^2 and 20400 m^2 . The number of roads registered were 32, classified as trails (TR), paths (PA) and main roads (MR) (23, eight and one, respectively). Total length of the trails was 2189.56 m with a greater ($P < 0.01$) impact that the length of PA (335.55 m) and MR (1260 m). Total length of MR showed greater ($P < 0.01$) impact that the total length of PA. MR had a total surface of 6035.4 m^2 corresponding to the greatest ($P < 0.01$) proportion of uncovered area (79.22 %) in comparison with PA (16.12 %) and TR (14.65 %). Total surface of the trails was 1116.67 m^2 and represented a greater ($P < 0.01$) proportion than PA (466.41 m^2). The total degraded surface from uncovered areas and roads was 40356.41 m^2 corresponding to 10 % of the 40 ha of forest. The alternative to measure forest degradation due to sheep grazing by measuring uncovered areas and roads, could represent a fast and easy method to understand by technicians and communal land owners.

Key words: Forest, grazing, degradation, sheep.

INTRODUCCIÓN

El comportamiento de ovinos en pastoreo presenta preferencias en el consumo de gramíneas (Rhodes y Sharrow, 1990; Papachristou, 1997; Aldezabal *et al.*, 2002), pero en áreas compactas de arbustos pueden llegar a consumirlos hasta el grado de ejercer una intensa presión de pastoreo (Sharrow *et al.*,

1992; Hester *et al.*, 1996; Hester *et al.*, 1999).

La calidad nutritiva y disponibilidad de los arbustos determinan en que medida los ovinos los consumen o destruyen (Jorritsma *et al.*, 1999), en ambos casos se incrementan las áreas sin cobertura vegetal (Gordon, 2003). Si el pastoreo persiste sin control provocará la degradación total del bosque por efecto del sobrepastoreo (Veblen, 1976).

La degradación de un bosque puede medirse a través de los inventarios de los recursos vegetativos (Homewood y Brockington 1999), por monitoreo con sensores remotos (Escandón *et al.*, 1999; Lambin, 1999), por la disminución de la densidad de población de herbáceas, arbustos y/o árboles (Mortimore *et al.*, 1999) y por métodos matemáticos (Grainger, 1999), entre otros.

En estos procedimientos se requiere de conocimientos específicos, de especialistas y equipo sofisticado muchas veces costoso, lo cual no siempre permite realizar una evaluación rápida y práctica que esté al alcance de la comprensión de técnicos que no tienen ese grado de especialización y mucho menos de los comuneros interesados en conocer el estado de salud de sus bosques. Es por eso, que conocer un método sencillo y rápido ayudaría a comprender como degradan los bosques este tipo de rumiantes.

El propósito del presente estudio consistió en determinar en una zona boscosa el impacto del pastoreo de ovinos, reflejado en la formación de caminos y de áreas sin cobertura vegetal.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio se realizó en el municipio de Huitzilac, Morelos, México y se localiza en el ángulo nor-occidental del

estado, entre el paralelo 19°00'00'' y 19°07'20'' de latitud norte y entre 99°10'20'' y 99°20'00'' de longitud oeste del meridiano de Greenwich. Al norte colinda con el Distrito Federal y el estado de México, al sur con el municipio de Tepoztlán y al occidente con el estado de México. La altitud en la que se encuentra oscila entre los 2550 y 3000 msnm (INEGI, 2004).

El área de estudio se localiza al sur de la cabecera municipal con una fisiografía de sierra, la geología es ígnea extrucciona básica, el suelo es andosol y la vegetación es de pino encino.

El clima es templado subhúmedo con invierno definido C (w₂) (w) b (i'), registra una temperatura media anual de 11.8°C, con temperatura del mes más frío entre -3 y 18° C y del mes más caliente entre 6.5 y 22° C, con verano fresco y largo. La precipitación media anual es de 1536.9 mm (García, 1987).

El experimento se llevó a cabo en un bosque de 40 hectáreas conformado por árboles de pino (*Pinus* sp) y encino (*Quercus* sp) plantados 5 años antes. En el estrato herbáceo se encuentran las gramíneas kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), paja brava (*Stipa* sp) y ocja ñapa (*Mulhembergia* sp).

La degradación del bosque fue ocasionada por un rebaño de ovinos Suffolck con 58 animales al inicio del experimento, el cual se incrementó a 92 al final del mismo. Los ovinos tenían un peso promedio de 52±6.7 kg y pastorearon 10 horas diarias durante dos años.

El manejo consistió en sacar al rebaño a pastorear a las 8:00 hrs. sin la compañía de un pastor, de tal manera que los animales tenían la libertad de seleccionar sus rutas y áreas de pastoreo y era encerrado en un corral a las 18:00 hrs. sin recibir ningún tipo de suplemento o concentrado.

El procedimiento para encontrar las áreas sin cobertura vegetal y los caminos en las 40 hectáreas fue a través del método de transecto sistemático central con línea de intercepto cada 20 metros y una distribución de la superficie en cuatro cuadrantes con dirección norte-sur y oeste-este (Mueller y Ellenberg, 1974), de manera que coincidieran los registros con los mismos caminos formados y las áreas sin cobertura vegetal.

Los caminos registrados se clasificaron como caminos reservados al ganado trashumante con el siguiente criterio: Vereda (Ve), camino estrecho formado por el paso de animales, Brecha (Br), camino de paso abierto y Principal (Pr), camino de acceso básico y bajo tránsito. Los cuales deberían de medir menos de uno, de uno a dos y más de dos metros de ancho respectivamente.

Las áreas sin cobertura vegetal fueron consideradas cuando las gramíneas y herbáceas se encontraban a ras del suelo y con presencia o no de tocones de pino y encino a una altura de 30 cm sin ramas y hojas, así como partes o no con suelo desnudo y se agruparon en cinco tamaños (de 1 a 5000, de 5001 a 10000, de 10001 a 15000, de 15001 a 20000 y de 20001 a 25000 m²).

En el análisis de los datos se empleó la prueba de una muestra de Kolmogorov-Smirnov (Siegel y Castellan, 2003) para determinar el efecto del número y tamaño de las áreas sin cobertura vegetal. Para evaluar el impacto de la longitud total de cada tipo de camino se empleó la Prueba de Tendencia de Jonckheere-Terpstra para niveles ordenados con tamaño grande (Potter y Strum, 1981; Coolican, 2003). Para medir el efecto del tipo de camino como una medida de porcentaje entre pares, se empleó una prueba de proporciones (Infante y Zárate, 1984).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La población promedio de árboles por hectárea de pino y encino al inicio del experimento en las 40 hectáreas era de 30000 ± 524 y 10000 ± 275 , con una altura de 80 ± 7.5 y 75 ± 9.2 cm respectivamente.

Al finalizar los dos años se registró una población promedio de 27525 ± 1785 y 9175 ± 652 árboles por hectárea, que corresponde a un decremento promedio del 8.25% para ambas especies. La altura de los pinos que no fueron dañados por el rebaño promediaron 87 ± 8.4 cm y la de encinos fue de 78 ± 7.7 cm.

El número de áreas sin cobertura vegetal registradas fueron 48, correspondiendo a un total de 32738 m^2 , lo cual representó una degradación del 8.2% del bosque.

Las áreas sin cobertura vegetal con menos de 5000 m^2 fueron las que se encontraron en mayor ($P < 0.05$) número (46) y abarcaron una superficie promedio de $127.34 \pm 159.39 \text{ m}^2$, con un total de 5850 m^2 . En cambio, solo se encontró una entre los 5001 y 10000 m^2 (6480 m^2) y otra entre los 20001 y 25000 m^2 (20400 m^2) (Figura 1).

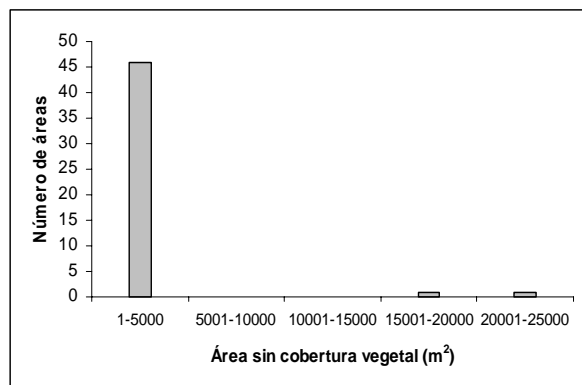


Figura 1. Número y tamaño de las áreas sin cobertura vegetal (m^2). Las áreas entre 1 y 5000 m^2 se encontraron en cantidad mayor ($D=0.25$; $P < 0.05$) en las 40 hectáreas de bosque.

El número de caminos encontrados fueron 32 y correspondieron 23, ocho y uno para Ve, Br y Pr respectivamente. La

longitud total (2189.56 m) de las Ve presentó una tendencia con mayor ($Z=4.58$; $P < 0.01$) impactó que la longitud total (335.55 m) de las Br.

Lo mismo sucedió al comparar las Ve con la longitud total (1260 m) del Pr ($Z=6.34$; $P < 0.01$). En cambio, la longitud total (1260 m) del Pr presentó una tendencia con mayor ($Z=2.82$; $P < 0.01$) impacto que la longitud total (335.55 m) de las Br. La longitud total (3785.11 m) de los tres tipos de caminos corresponde a una superficie total de 7618.48 m^2 sin cobertura vegetal, lo cual representa una degradación del 1.9% de las 40 hectáreas del bosque.

El camino Pr presentó una superficie total de 6035.4 m^2 sin cobertura vegetal y representó mayor ($Z=11.19$ y $Z=9.42$; $P < 0.01$) proporción (79.22%) que las Br (16.12%) y que las Ve (14.65%). En cambio, las Ve presentaron una superficie total de 1116.67 m^2 y representaron una mayor ($Z=-2.64$; $P < 0.01$) proporción que las Br (466.41 m^2). La superficie total degradada considerando las áreas sin cobertura vegetal y la de los caminos cubrió 40356.48 m^2 y representó el 10% de las 40 hectáreas del bosque (Figura 2).

La cantidad mayor de áreas encontradas entre 1 a 5000 m^2 demuestra que los ovinos pasan parte de su tiempo pastoreando en áreas pequeñas (Hester *et al.*, 1999) hasta que se agote el pasto y ciertas herbáceas o ya no tengan la capacidad de alimentar a todo el rebaño, y será hasta entonces cuando consuman los arbustos y ramas de los árboles que estén a su alcance (Sanon *et al.*, 2007), de no consumirlos conforme pase el tiempo podrían ser dañados por el paso constante.

Debido a que el rebaño escogió libremente sus rutas en el bosque, tal vez se encubrió que su conducta exploratoria influyó más en la formación de áreas sin cobertura vegetal que su conducta de pastoreo (Nielsen, 2004). Sin embargo, el rebaño mostró preferencia hacia dos áreas

de pastoreo, lo cual denotó una conducta de habituación (Harré y Lamb, 1986), ya que las áreas presentaron una superficie mayor cada una con respecto al total de las que midieron entre 1 y 5000 m² y también muestra que los ovinos y en particular la raza Suffolk presenta un comportamiento gregario (Penning *et al.*, 1993; Dwyer y Lawrence, 1999) y alelomimético (Haupt y Wolski, 1982) muy intenso al momento de la ingestión de las plantas.

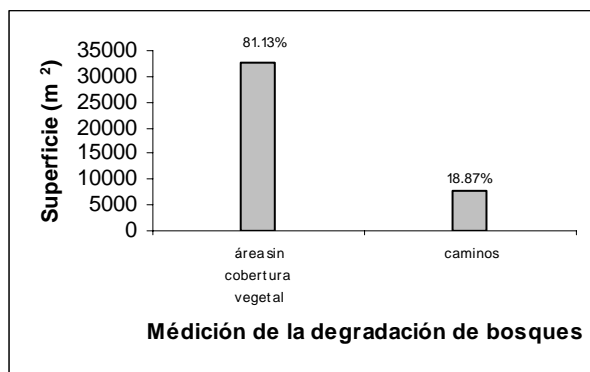


Figura 2. Superficie degradada en el bosque de 40 hectáreas por el pastoreo de ovinos y representada por las áreas sin cobertura vegetal y los caminos.

Un aspecto importante fue que no se supo si formaron primero las áreas pequeñas, las dos grandes ó ambos tipos de manera intercalada. De acuerdo con Lundberg *et al.* (2004), la facilitación social y la sincronización del grupo sugiere que fueron mas importantes para el rebaño las dos áreas grandes, lo cual queda confirmado porque los ovinos y en particular la raza Suffolk aprende las rutas que los llevan hacia su alimento, sobre todo cuando estos sitios son en número de 2 a 7 (Cook *et al.*, 2004).

Por otra parte, la cantidad mayor de las áreas pequeñas encontradas en el presente estudio, indican un cambio continuo de área por la competencia por alimento y un comportamiento inherente a los ovinos de permanecer máximo un tiempo de 20 minutos por área (Cook *et al.*, 2004).

El tamaño mayor de las dos áreas sin cobertura vegetal se debió a que la remoción constante de las plantas facilitó que se elevará la temperatura en el suelo con un incremento en la evaporación (Putman, 1996), no permitiendo el crecimiento de arbustos y árboles. Además, de que pudieron ser sitios preferidos para echarse, rumiar y descansar.

Cuando un área sin cobertura vegetal crece en superficie, da paso al proceso de fragmentación de las tierras (Rente y Mota, 2006), la cual puede ser benéfica si se establece un programa de usos múltiples en el bosque (Banister, 1968), o perjudicial sino lo hay (Hobbs, 2001).

La disminución de los árboles en las áreas sin cobertura vegetal se debió a que los consumieron por su palatabilidad mayor por ser jóvenes (Heady, 1964; Cairns y Moen, 2004) y en estas condiciones particulares pueden remover más del 64% de las ramas laterales de los árboles que consumen de estas especies (Sharrow *et al.*, 1992), a pesar que sus contenidos de lignina, carbohidratos y taninos tienen un efecto negativo en su digestión (Rhodes y Sharrow, 1990; Narjisse *et al.*, 1995).

La dieta de los ovinos en sistemas silvopastoriles se constituye de al menos 70% de gramíneas y herbáceas, y un máximo de 30% de ramas de árboles que estén a su alcance (Papachristou, 1997), pero cuando la población en un bosque es mayor de 2000 árboles por hectárea, la producción de forraje de los pastos nativos declina considerablemente (Rozados *et al.*, 2007), situación similar del presente estudio que motivó al rebaño a formar 46 áreas pequeñas sin cobertura vegetal.

En el presente estudio las ramas de los árboles estaban al alcance de los animales, situación que no es recomendable con este tipo de especies vegetales, ya que se recomienda que estén

más altos para que no los consuman o dañen y brinden sombra (USDA, 1997).

La cantidad de caminos que el rebaño hizo en el bosque por estar en completa libertad, denota una mayor cantidad de veredas. De continuar el proceso de pastoreo de esa manera, estas se convertirán en brechas y posiblemente algunas en principales, de no ser así, conformarán áreas sin cobertura vegetal. Sin embargo, no se puede precisar como degradarán el bosque conforme se habitúen a recibir poco manejo, ya que en sistemas tradicionales lo reciben y su comportamiento es diferente de condiciones extensivas a la de confinamiento (Squires, 1975).

Cuando un grupo de animales puede sobrevivir con poco manejo en áreas naturales, se les conoce como naturalizados o en caso extremo feralizados (Koene y Gremmen, 2000), condición que se trató de mantener en el rebaño para que no se alteraran sus conductas en el bosque por causa del manejo.

La presencia de un camino principal es un indicador de que el rebaño estableció un patrón de ruta conocida a través de dos años, que muestra su habituación hacia esos sitios preferenciales.

En la medida que estas tierras fueran utilizadas exclusivamente para la producción ovina, el camino principal conformaría la espina dorsal que comunicaría a las brechas y veredas y cabría la opción de continuar con un uso rústico del bosque (Halffter, 2005), pero si el camino principal fuera utilizado por los comuneros, este daría paso a fomentar una elevada tasa de deforestación con impacto mas allá de dos o tres kilómetros en ambos lados del camino (Vergara y Gayoso, 2004), motivada porque la madera de pino constituye el principal producto forestal en ese tipo de ecosistema (Márquez *et al.*, 1999). La deforestación en ese contexto

provocaría una degradación del paisaje, el suelo y la biota (Dezzotti *et al.*, 2004).

En el proceso de evaluación de la degradación del bosque se aprecia de manera natural y simple que la formación de áreas sin cobertura vegetal depende de los caminos de acceso a ellas, por lo que en este trabajo se registró una cantidad mayor de áreas pequeñas sin cobertura vegetal y a su vez una cantidad mayor de caminos del tipo veredas, lo cual puede auxiliar en la toma de decisiones tempranas que permitan a técnicos y comuneros percatarse de manera rápida y fácil del manejo óptimo que debe darse en esa zona boscosa a corto y mediano plazo.

Al comparar los sistemas de explotación maderable con el silvopastoril, los caminos se requieren para tener acceso a los sitios de donde se extrae la madera, para realizar las actividades operacionales y plantaciones, por lo que la deforestación se permite en esos casos (Yarrow, 1966; Brazier, 1977; Vasiliauskas, 2001; Shearer y Asebrook, 2003). Sin embargo, al término de las actividades los caminos son trabajados con maquinaria para aflojar el suelo y sea factible plantar árboles nuevamente, ya que la siguiente extracción de madera en esos sitios será después de muchos años (Wood *et al.*, 2003) ó mantenerlos sin árboles para evitar hacer nuevos caminos que afecten otros sitios (Hutson, 1955).

El uso de rieles o cables aéreos para la extracción de la madera se utilizan para evitar construir nuevos caminos (Bramwell, 1967), en algunos lugares solo se permite un solo camino principal para realizar todas las actividades (Stumbles, 1970), situación similar que se presentó en este trabajo y que fue formado por el rebaño.

En el presente estudio no se puede determinar si la degradación del bosque es negativa, ya que al consumir o vender algunos animales los comuneros pueden sobrevivir del sistema silvopastoril. Además

que el ramoneo puede estimular el crecimiento de los pinos, cuando se excluyen los ovinos al menos por un temporada o estación (Tustin *et al.*, 1979).

El problema surge cuando no vislumbran un uso racional, ya que el rebaño crecerá y entonces perjudicará por efecto del sobrepastoreo (Veblen, 1976; Hobbs, 2001) el recurso bosque y se presente la falta de cultura acerca de la valoración de los recursos forestales que es común en la población de esos ecosistemas (Dávalos y Morosini, 2000; Chávez *et al.*, 2005), lo cual conlleva a que el recurso forestal disminuya de manera alarmante (Dávalos, 1996). En cambio, cuando la carga animal es baja o moderada no pone en riesgo la sobrevivencia de la mayoría de las especies del bosque (Hester *et al.*, 1996).

Los sistemas silvopastoriles con especies arbóreas del tipo de leguminosas tienen importancia económica para la producción animal por su valor nutricional alto (Gadow *et al.*, 2004), de tal manera que los animales balancean mejor su dieta (Sánchez, 1998) y las consumen mediante un manejo racional para que puedan ser ramoneados por periodos de tiempo, de lo contrario el ramoneo constante puede dañar la recuperación de estas especies. En cambio, los pinos y encinos son consumidos cuando el balance nutricional es bajo, debido a la cantidad escasa de gramíneas y otras herbáceas en el sitio de pastoreo (Shaw *et al.*, 2006).

En este estudio se presenta la disyuntiva si los ovinos consumieron intensamente ramas de árboles a su alcance hasta su destrucción completa. La respuesta depende de factores como habituación al consumo de pino y encino, a la disponibilidad de los pastos nativos en cantidad y calidad de acuerdo a la época del año (García *et al.*, 2003) y a las diferencias entre razas, ya que la Dorper y la Spael consume más arbustos y ramas de árboles a su alcance que la Suffolk (Brand,

2000; Steinheim *et al.*, 2005). Así como a las diferencias en el tiempo que emplean para pastorear, rumiar, descansar, caminar y echarse (Dhanda y Singh, 2002), al número de animales que haya que alimentar (Carrillo y Carmona, 1985) y si el bosque forma parte de una zona de conservación o no (Kala *et al.*, 2002).

En el presente estudio el bosque fue reforestado años atrás por encontrarse fragmentado, por lo que no tenían acceso los comuneros a transitar por el, sin embargo no se sabe que impacto tuvo la fauna silvestre escasa que existe en el sitio en la degradación.

Estos factores se pueden medir, pero para los propósitos de este estudio se realizó de la manera más sencilla y rápida para evaluar el impacto del pastoreo sin alterar la conducta de los animales, que a su vez fuera un reflejo de cómo lo hacen los comuneros diariamente con sus rebaños.

La propuesta para medir la degradación ocasionada por el pastoreo de ovinos de este trabajo no requiere de técnicas complejas ni dilatadas como sucede al evaluar la vegetación por medio de la fotografía aérea en donde se comparan los cambios a través de los años (Tsagaan *et al.*, 2006), la que utiliza mapas como referencias (Williams *et al.*, 2002) o la que se realiza con animales mediante un análisis microhistológico en muestras fecales para saber que plantas consumen (Kausrud *et al.*, 2006). Estos procedimientos requieren mucho tiempo para obtener resultados y excluyen a los comuneros y técnicos de campo en la toma de decisiones rápidas.

CONCLUSIONES

Las características específicas en la densidad de población y estado fenológico joven del bosque de pino-encino del presente estudio permiten plantear que las áreas sin

cobertura vegetal y los caminos formados por el pastoreo de ovinos son una alternativa fácil y rápida para medir la degradación de los bosques.

LITERATURA CITADA

Aldezabal, A., R. García G., D. Gómez y F. Fillat. 2002. El papel de los herbívoros en la conservación de los pastos. *Ecosistemas*. 1-6.

Banister, N. 1968. Quantock forest: an example of multiple land use. *Forestry*. 41(1): 15-26.

Brand, T. S. 2000. Grazing behavior and diet selection by Dorper sheep. *Small Ruminant Research*. 36(2): 147-158.

Bramwell, A. G. 1967. Planning for extraction of pulpwood and logs by cableways. *Forestry*. 40(1): 4-14.

Brazier, J. D. 1977. The effect of forestry practices on quality of the harvested crop. *Forestry*. 50(1): 49-66.

Cairns, D. M. y J. Moen. 2004. Herbivory influences tree lines. *Journal of Ecology*. 92: 1019-1024.

Carrillo, G. F. y C. Carmona G. 1985. Carga animal y frecuencia de pastoreo en pasto guinea (*Panicum Maximum*) establecido en dos sistemas de siembra dentro del bosque de pino. INIFAP, SARH, México. *Boletín Técnico*. 132.

Cook, J. E., A. J. Rook y E. A. Skillings. 2004. Can sheep optimise their route to food?. *Proceedings of the 38th International Congress of the ISAE*. Helsinki, Finland. p. 150.

Coolican, H. 2003. Métodos de investigación y estadística en Psicología. Edit. El manual moderno. 2a reimpresión. México. p. 597.

Chávez, C. J. M., G. G. Ramírez y M. Medina. 2005. La conversión del bosque en Tetela del Volcán, Morelos, vista a través de un análisis situacional. *Madera y Bosques*. 11(1): 3-

Dávalos, S. R. 1996. Importancia ecológica-económica del aprovechamiento de los bosques. *Madera y bosques*. 2(2): 3-10.

Dávalos, S. R. y F. Morosini C. 2000. Desarrollo sostenible, medio ambiente y economía en el sector forestal. *Madera y bosques*. 6(2): 3-12.

Dezzotti, A., L. Sancholuz y M. Naumann. 2004. Cambios vegetacionales antropogénicas en el Cerro Catedral (Río Negro, Argentina). *Bosque*. 25(3): 63-71.

Dhanda, O. P. y G. Singh. 2002. Changes in grazing behaviour of native and crossbred sheep in different seasons under semi-arid conditions. *Tropical Animal Health and Production*. 34(5): 399-404.

Dwyer, C. M. y A. B. Lawrence. 1999. Ewe-ewe and ewe-lamb behaviour in a hill and a lowland breed of sheep: a study using embryo transfer. *Applied Animal Behaviour Science*. 28: 319-334.

Escandón, J. C., B. H. J. de Jong, S. Ochoa G., I. March M. y M. A. Castillo. 1999. Evaluación de dos métodos para la estimación de biomasa arbórea a través de datos LANDSAT TM en Jusnajib La Laguna, Chiapas, México: estudio de caso. *Investigaciones Geográficas. Boletín*. 40:71-84.

Gadow, K. v., S. Sánchez O. y O. A. Aguirre. 2004. Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques*. 10(2): 3-16.

García, E. 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. UNAM. México. p. 246.

García, F., P. Carrere, J. F. Soussana y R. Baumont. 2003. How do severity and frequency of grazing affect sward characteristics and the choices of sheep during the grazing season. *Grass and Forage Science*. 58(2): 138-150.

Gordon, I. J. 2003. Browsing and grazing ruminants: are they different beasts?. *Forest Ecology and Management*. 181(1-2): 13-21.

Grainger, A. 1999. Constraints on modeling the deforestation and degradation of tropical open woodlands. *Global Ecology and Biogeography*. 8: 179-190.

Halfpter, G. 2005. Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana*. 21(2): 133-153.

- Harré, R. y R. Lamb. 1986. The dictionary of ethology and animal learning. Mit Press. Cambridge, Great Britain. 171 p.
- Heady, H. F. 1964. Palatability of herbage and animal preference. *Journal of Range Management*. 17(2): 76-82.
- Hester, A. J., F. J. G. Mitchell y K. J. Kirby. 1996. Effects of season and intensity of sheep grazing on tree regeneration in a British upland woodland. *Forest Ecology and Management*. 88(1-2): 99-106.
- Hester, A. J., I. J. Gordon, G. J. Baillie y E. Tappin. 1999. Foraging behaviour of sheep and red deer within natural heather/grass mosaics. *Journal of Applied Ecology*. 36: 133-146.
- Hobbs, R. J. 2001. Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in southwestern Australia. *Conservation Biology*. 15(6): 1522-1528.
- Homewood, K. y D. Brockington. 1999. Biodiversity, conservation and development in Mkomazi Game Reserve, Tanzania. *Global Ecology Biogeography*. 8(3-4): 301-313.
- Haupt, K. A. y T. R. Wolski. 1982. Domestic animals behavior for veterinarians and animal scientists. Iowa State University Press. AMES. 356 p.
- Hutson, H. P. W. 1955. Forest roads: their economic justification. *Forestry*. 28(1): 7-16.
- INEGI. 2004. Anuario estadístico. Morelos. Gobierno del estado de Morelos. p. 552.
- Infante, G. S. y D. Zárate L. 1984. Métodos estadísticos. Trillas. México. 643 p.
- Jorritsma, I. T. M., A. F. M. van Hess y G. M. J. Mohren. 1999. Forest development in relation to ungulate grazing: a modeling approach. *Forest Ecology and Management*. 120(1-3): 23-34.
- Kala, C. P.; S. K. Singh y G. S. Rawat. 2002. Effects of sheep and goat grazing on the species diversity in the alpine meadows of Western Himalaya. *The environmentalist*. 22(2): 183-189.
- Kausrud, K., A. Mysterud, Y. Rekdal, O. Holand y G. Austrheim. 2006. Density-dependent foraging behavior of sheep on alpine pastures: effects of scale. *Journal of Zoology*. 270(1): 63-71.
- Koene, P. y B. Gremmen. 2000. Domestic animals back to nature: de-domestication, feralization, naturalization?. *Proceedings of the 34th International Congress of the ISAE*. Florianópolis, Brazil. p. 39.
- Lambin, E. F. 1999. Monitoring forest degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues. *Global Ecology Biogeography*. 8(3-4): 191-198.
- Lundberg, L. A., J. Keeling y C. J. Nicol. 2004. *Proceedings of the 38th International Congress of the ISAE*. Helsinki, Finland. p. 51.
- Márquez, L. M. A., S. González E. y R. Álvarez Z. 1999. Componentes de la diversidad arbórea en bosques de pino encino de Durango, Méx. *Madera y Bosques*. 5(2): 67-78.
- Mortimore, M., F. M. A. Harris y B. Turner. 1999. Implications of land use change for the production of plant biomass in densely populated Sahelo-Sudanian shrub-grasslands in north-east Nigeria. *Global Ecology Biogeography*. 8(1-3): 243-256.
- Mueller, D. D. y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and sons. N. Y. USA. 547 P.
- Narjisse, H., M. A. Elhonsali y J. D. Olsen. 1995. Effects of oak (*Quercus ilex*) tannins on digestion and nitrogen balance in sheep and goats. *Small Ruminant Research*. 18: 201-206.
- Nielsen, B. L. 2004. Feeding behavior-more than meets the mouth. *Proceedings of the 38th International Congress of the ISAE*. Helsinki, Finland. p. 34.
- Papachristou, T. G. 1997. Foraging behaviour of goats and sheep on Mediterranean kermes oak shrublands. *Small Ruminant Research*. 24: 85-93.
- Penning, P. D., A. J. Parsons, J. A. Newman, R. J. Orr y A. Harvey. 1993. The effect of group size on grazing time in sheep. *Applied Animal Behaviour Science*. 37: 101-109.

- Potter, R. W. y G. W. Strum. 1981. The power of Jonckheere test. *Journal of American Statistical Association*. 35: 249-250.
- Putman, R. J. 1996. Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management*. 88(1-2): 205-214.
- Rhodes, B. D. y S. H. Sharrow. 1990. Effect of grazing sheep on the quantity and quality of forage available to big game in Oregon's Coast Range. *Journal of Range Management*. 43(3): 235-237.
- Rente, N. J. y J. L. B. Mota V. 2006. Como lograr mayor prosperidad en tierras forestales fragmentadas. *Interciencia*. 31(2): 87-94.
- Rozados, L. M.; M. González H. y F. Silva P. 2007. Pasture production under different tree species and densities in an Atlantic silvopastoral system. *Agroforestry Systems*. 70(1): 53-62.
- Sánchez, M. D. 1998. Sistemas agroforestales para intensificar de manera sostenible la producción animal en Latinoamérica tropical. Dirección de producción y sanidad animal. FAO, Roma. 1-8.
- Sanon, H. O., Z. C. Kaboré e I. Ledin. 2007. Behaviour of goats, sheep and cattle and their selection of browse species on natural pasture in Sahelian area. *Small Ruminant Research*. 67(1): 64-74.
- Shaw, R., J. Villalba y F. Provenza. 2006. Resource availability and quality influence patterns of diet mixing by sheep. *Journal of Chemical Ecology*. 32(6): 1267-1278.
- Shearer, R. C. y J. M. Asebrook. 2003. Restoring conifers by natural regeneration on slopes exposed during highway reconstruction, Glacier National Park, Montana, USA. *Forestry*. 76(2): 199-207.
- Siegel, S. y N. J. Castellan. 2003. Estadística no paramétrica. Aplicada a las ciencias de la conducta. Trillas 3ª reimpresión, México p 437.
- Squires, V. R. 1975. Social behavior in domestic livestock: the basis for improved animal husbandry. *Applied Animal Ethology*. 1: 177-184.
- Steinheim, G., L. A. Nordheim, R. B. Weladji, I. J. Gordon, T. Adnoy y O. Holand. 2005. Differences in choice of diet between sheep grazing mountain pastures in Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica*. 55(1): 16-20.
- Stumbles, R. E. 1970. The optimum siting of roads for winch extraction. *Forestry*. 43(2): 75-179.
- Tsagaan, T. S., C. Montagne, L. Graumlich, R. Lawrence y J. Nielsen. 2006. Twentieth century forest-grassland ecotone shift in Montana under differing livestock grazing press. *Forest Ecology and Management*. 234(1-3): 282-292.
- Tustin, J. R., R. L. Knowles y B. K. Klomp. 1979. Forest farming: A multiple land-use production system in New Zealand. *Forest Ecology and Management*. 2: 169-189.
- USDA. 1997. Silvopastoreo: una práctica agroforestal. Notas de agroforestería. Servicio forestal del departamento de agricultura de USA. 1-4.
- Vasiliauskas, R. 2001. Damage to trees due to forestry operations and its pathological significance in temperate forestry: a literature review. *Forestry*. 74(4): 319-336.
- Veblen, T. T. 1976. The urgent need for forest conservation in highland Guatemala. *Biological Conservation*. 9(2): 141-154.
- Vergara, G. y J. Gayoso. 2004. Efecto de factores físico-sociales sobre la degradación del bosque nativo. *Bosque*. 25(1): 43-52.
- Williams, L. G., R. H. Manson y E. Isunza, V. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*. 8(1): 73-89.
- Wood, M. J., P. A. Carling y J. Moffat A. 2003. Reduced ground disturbance during mechanized forest harvesting on sensitive forest soils in the UK. *Forestry*. 76(3): 345-361.
- Yarrow, C. 1966. A preliminary survey of the public's concepts of amenity in British forestry. *Forestry*. 39(1): 59-67.